

VIZES ÉLŐHELYEK (WETLAND) SZEREPE A TÁJBAN ÉS HASZNOSÍTÁSUK A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSBAN

NÉMETH NÓRA

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Kulcsszavak: wetland, szennyvíztisztítás, fenntarthatóság, környezetbarát, tájbaillő rendszerek

Összefoglalás: A természetes környezetben betöltött egyedülálló ökológiai szerepüknek köszönhetően mind a természetes, mind a mesterséges wetlandek egyre inkább az érdeklődés és a kutatások középpontjába kerülnek. Az elmúlt évtizedek során számos hasznos tulajdonságát felismerték (pl. víztárolás, erózió- és a lefolyás-szabályozás, bányászati lehetőségek, stb.). Kiemelkedő funkciót töltenek be az élővilág, a génmegőrzés és a biodiverzitás szempontjából, részt vesznek az anyag- és energia körforgásban, de szerepük az oktatás, a nevelés és a rekreáció szempontjából sem elhanyagolható.

Természetes környezetünk legértékesebb, ugyanakkor legveszélyeztetettebb területei közé tartoznak. Jól tükrözik a környezet természetes tulajdonságait és állapotát, így megőrzésük és védelmük igen fontos mind ökológiai, mind társadalmi és környezetvédelmi szempontból. Képesek a szennyező anyagok átalakítására és eliminációjára, adszorbeálják, abszorbeálják és akkumulálják a tápanyagokat, így gyakran a „táj veséjének” tekintik őket. Ezen tulajdonságaikat használjuk ki a vízszennyezések kezelésében is.

A kutatási időszak során együtt vizsgáltam a gyökérszónás szennyvíztisztítási rendszerben a szennyvizet, a talajt és a növényt (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). Az ilyen rendszereket a szakirodalom szinte kizárólag a szennyvízminőségi paraméterek oldaláról vizsgálja, habár az említett három közeg szerepe szorosan összefügg egymással. A munka során kiemelt helyet kapott a nádak az elemakkumulációban, valamint a rendszerben betöltött egyéb szerepének mélyebb ismerete, amely hozzásegít a rendszer működésének alapos megértéséhez, és a tervezés ökológiai alapjainak lefektetéséhez. Fontosnak tartottam rávilágítani arra, hogyan élnek a növények egy olyan környezetben, ahol a tápanyag- és elemkoncentráció magasabb, mint természetes élőhelyükön.

A dolgozat kitér arra is, hogy miért nem szabad figyelmen kívül hagyni a természetközeli rendszereket a környezetvédelem szempontjából sem, és milyen monitoring rendszerre lenne szükség, hogy a tapasztalatokon és megfigyeléseken alapulva elősegítsük a telepek megfelelő működését.

Bevezetés

A „wetland” tág értelemben a földfelszínnek azt a zónáját jelenti, amely a felszín alatt kb. 15 cm mélységig vízzel telített talajtól a felszín feletti kb. 60 cm vízmélységű nádasokig terjed (a savanyú réttől a nádas mocsárig) (KTM 1996).

A wetlandek olyan területek, ahol a víz elég hosszú ideig van a talajfelszínen vagy a talajfelszín felett ahhoz, hogy fenntartsa a talaj telített állapotát, és biztosítsa a területen kialakult, nagy vízigényű növényzet számára a növekedést (REED et al. 1995).

E területek sajátossága, hogy olyan mély fekvésű terepalakulatokban – depressziókban – fekszenek, amelyek termőképessége – biomassza hozama – rendkívül nagy, annál fogva, hogy felszíni összefolyás révén nagy mennyiségű növényi tápanyagot halmoznak fel.

A wetlandek működésében fizikai (pl. ülepítés, szűrés, adszorpció), kémiai (pl. kicsapás, adszorpció, bomlás) és biológiai (pl. baktérium-anyagcsere, növényi anyagcsere, növényi adszorpció és természetes pusztulás) folyamatok együttesen vesznek részt a szennyező anyagok eltávolításában. Ennek következtében csökken a víz lebegőnyagtartalma, a kolloid és szerves anyagok, a szerves mikroszennyezők, a nitrogén és a foszfor, a nehézfémek, a baktériumok és a vírusok mennyisége.

A természetes vizes területek – amennyiben természetvédelmi oltalom alatt nem állnak – általában jól hasznosíthatók szennyvíz-utótisztításra, illetve a felszínen lefolyó csapadékvíz (diffúz szennyezések) kezelésére.

A természetes vizes területek használata esetén a helyszínrajzi elrendezés igen változatosan alakul a helyi adottságoknak megfelelően. A műszaki létesítmények nagyon egyszerűek, olcsók. Nagy beton és vasbeton műtárgyakat nem alkalmaznak, így a létesítmények szinte észrevétlenek, és a tájba illeszkednek.

Ha a wetland peremlein töltések kialakítása szükséges, azok készülhetnek töltésépítésre alkalmas talajból, a vízbefolyással átellenes oldalon enyhe rézsűhajlással. A töltések rendszerint alacsonyak. A wetlanden belüli esetleges terelőtöltések helyszíni anyagból (földből, kőből, kavicsból, fából) megépíthetők, különösebb vízzáróági követelmény nem vonatkozik rájuk. A terelőtöltések a víz tartózkodási idejének növelésében játszhatnak szerepet. Az ilyen rendszereknél nincs szükség szigetelésre, hiszen ezek mind vízállásos területek, telített talajjal, így az elszívárgás nem, vagy nem jelentősen több, mint természetes állapotukban.

A természetes vizes területekre csak előtisztítás (legalább mechanikai előtisztítás) után kerülhet a szennyvíz. Amennyiben a foszfor eltávolítása is szükséges, az előkezelésnek ki kell terjednie a biológiai és az ún. harmadik tisztítási fokozatra.

A természetes vizes területek kétségtelen előnye, hogy a már kialakult, beérett életközösség jelenléte folytán tisztító kapacitásuk azonnal működik. További jelentős előnyük, hogy nem szükségesek gépi berendezések a működésükhöz, villamos energiaigényük nincs, építésük egyszerű és olcsó, valamint üzemeltetési költségük is csekély.

Biológiai szűrőmező kialakításánál alapvető szempont, hogy a létesítmény minimális beavatkozással legyen megvalósítható. A megbízható, kezelhető, ellenőrzött tápanyag-visszatartás mellett a rendszer megfelel a természetvédelmi, esztétikai és településfejlesztési igényeknek, és lehetőség szerint még fokozza is azok érvényesülését. A szűrőmezők bármilyen hasznosítása csak a természetvédelmi érdekek figyelembevételével történhet. A töltéseken szóba jöhet a turizmust szolgáló sétautak létesítése. A tanösvényeken elhelyezett tájékoztató táblákon bemutatható a nádas élővilága. Fából készült hidak és járdák is növelhetik a terület használhatóságát.

Az emberiség már a természetes vizes területek természetvédelemben és környezetvédelemben betöltött szerepének felismerését megelőzően felhasználta a természet öntisztulóképességét. A természetes szennyvíztisztítási módszereket már régóta alkalmazzák: a szennyvíz szikkasztása vagy elöntözése már a múlt században jól ismert eljárás volt (ZIRSCHKY et al. 1990). A szerves anyag lebontása ilyen esetekben a talajban, vagy a befogadó vízfolyásban, illetve tóban történt a vízi ökoszisztémák természetes öntisztulóképességének felhasználásával. A 20. században a természetes tisztítórendszereket háttérbe szorították a mesterséges, műtárgyakban végbemenő biológiai oxidációs szennyvíztisztítási eljárások. Ezek a módszerek ugyan mind beruházási, mind működési költség tekintetében drágábbak voltak a természetes módszereknél, de a tisztítási folyamat intenzívebb, és jobban kézbe tartható volt.

Természetközeli szennyvíztisztító rendszereken azokat az alacsony beruházási és működési költségű szennyvíztisztítókat értjük, amelyekben a szennyvíz szerves anyagainak a lebontása természetes módon, külön energiabevitel nélkül történik. A tisztítási folyamatokhoz szükséges oxigén természetes úton pótlódik. Ezekben a rendszerekben a szerves anyagok lebontását mikroorganizmusok (baktériumok, gombák) végzik, amelyek

vagy a vízben szuszpendálva, vagy hordozón (talaj, homok, vízinövények gyökérzete) megtelepedve vannak a rendszerben. A szerves anyag oxidálásához szükséges oxigén diffúzióval, a makrofitonok aerenchimájának aktív oxigéntranszportjával, vagy az algák fotoszintézise révén jut a rendszerbe. Ez az oxigénutánpótlás azonban lassúbb folyamat a levegőztetésnél, ezért a természetes szennyvíztisztítóknál hosszabb tartózkodási idő szükséges a megfelelő minőségű tisztított víz előállításához, ennél fogva a helyigényük is nagyobb a hagyományos eljárásoknál (SZILÁGYI 1995).

A természetközeli szennyvíztisztítási eljárások esetében olyan módszerekről van szó, amelyek Magyarországon is széles körben alkalmazhatók, olcsóbban építhetők és sokkal kisebb költséggel üzemeltethetők, mint a bonyolult mérnöki szennyvíztisztító létesítmények. Jó megoldást jelentenek a kisebb településeken és üdülőterületeken, ahol a szennyvízmennyiség nagy ingadozást mutat. Különösen javasolt az alkalmazásuk a Balaton, a Fertő-tó, vagy más érzékeny élővizeink vízgyűjtőterületén. Tájba illő, természetközeli, energiatakarékos, környezetbarát szennyvízkezelési technológiákról van szó. Segítségükkel nagy vízfelületek, nedves területek képződnek aszályra hajlamos területeinken, megtartva a vizet, javítva a mikroklimát. Környezetükben olcsó és tápanyagban gazdag öntözővizet biztosítanak, egyúttal elkerülve azt, hogy a költségesen kitermelt ivóvízből keletkező szennyvíz költségesen megtisztítva, de mégis környezeti kárt okozva az élővizekbe kerüljön tápanyagtartalmával elszennyezve azt.

Az így kialakított wetlandek jelentős esztétikai értéket képviselnek, felhasználhatók pihenőterület (pl. horgásztó, park, turistacentrum, stb.) kialakítására, életteret jelentenek sokféle növény- és állatfaj számára. Valódi előnyük tehát olcsóbb létesítésükön és működtetésükön túl éppen ebben a más megoldáshoz nem hasonlítható, externális haszonban rejlik.

A természetes szennyvíztisztítási eljárások közé tartoznak a nádas szennyvíztisztítók, amelyek elterjedését akadályozta a tervezési és üzemeltetési tapasztalatok hiánya. Újbóli elterjedésük az 1970-es évek közepétől KICKUTH (1977) munkája nyomán kezdődött. Jelenleg Európában és szerte a világon több nádas szennyvíztisztító telep működik. A telepek vizsgálati eredményei azt mutatják, hogy feltétlenül előremutató a vízinövényes szennyvíztisztítási eljárásokkal foglalkozni.

Az épített vizes területeknek két típusa alakult ki: szabad vízfelszínű (nádasavas) és felszín alatti átfolyású (gyökérzónás) rendszerek.

A gyökérzónás szennyvíztisztítás az egyik legelterjedtebb természetes szennyvíztisztítási technológia. Működési jellemzőire vonatkozóan számos külföldi irodalmi információ áll rendelkezésre (BRIX és SCHIERUP 1986, COOPER és HOBSON 1988, WATSON et al. 1989, BUCKSTEEG 1990, COOPER 1990, DEBUSK et al. 1990, FINDLATER et al. 1990, HABERL és PERFLER 1990, CONLEY et al. 1991, MITSCH és GOSSELINK 1993, KADLEC 1994, MITSCH et al. 1994, COOPER 1999, GOPAL 1999). Mivel a néhány magyarországi telepről nem rendelkezünk kellő információval, munkánk célja, hogy több információt nyújtsunk a gyökérzónás szennyvíztisztítási rendszerekről, és a növényzet rendszerben betöltött szerepéről.

A gyökérzónás módszer lényege az, hogy földmedencében lévő, megfelelő vízvezetőképességű szilárd hordozóra (talajra, homokra, sóderre vagy kőre) vízi-, mocsári növényeket telepítenek. A tisztításban résztvevő mikroorganizmusok a gyökérzet és a töltőanyag szemcséinek a felületére tapadnak. A tisztítás elsődlegesen a hordozó anyag felületén zajlik. Az ülepített vagy biológiailag tisztított szennyvizet perforált csövekből álló

elosztórendszeren keresztül vízszintes vagy függőleges folyási irányban átvezetik a szűrőágyon, majd hasonló kialakítású dréncsövekkel a tisztított vizet összegyűjtik a kazetták alján. Ezután a tisztított vizet elvezetik a befogadóba.

A fontosabb telepített növényfajok a következők: *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Carex acutiformis* és *Scirpus lacustris* (REED et al. 1995). A növények szerepét illetően a szakirodalmi vélemények megoszlanak. Egyes kutatók szerint (HALDEMANN és BRUNDLE 1983, ARMSTRONG és ARMSTRONG 1988, ARMSTRONG és ARMSTRONG 1990, BRIX 1990, BRIX és SCHIERUP 1990, BRIX 1993, STEINBERG és COONROD 1994, JESPERSEN et al. 1998) a növényzet szerepe főként az oxigén-utánpótlás ($5\text{--}45\text{ g/nap/m}^2$), amíg a tisztítási folyamatban elsősorban a hordozóközeg felületén élő mikroorganizmusok játszanak szerepet. Mások szerint a rendszerben lévő növényzetnek igen jelentős szerepe van a különböző tápanyagok és elemek eliminációjában (REED és BROWN 1995). Az említetteken kívül a makrofitonok befolyásolják a mikroklimát is (pl. télen szigetelést biztosítanak), csökkentik a szélsőségeket, szűrőhatásuk van, felületet biztosítanak a biofilm réteg kialakulásához, stabilizálják a felszínt, megakadályozzák a közeg eltömődését, és nem utolsósorban esztétikai szempontból is fontos funkciót töltenek be (BRIX 1997).

Anyag és módszer

A kutatás helyszíne a Nógrád-megyei Szügy község (1450 lakos). A község Nógrád megye északi részén, a balassagyarmati kistérségben található. Távolsága Balassagyarmattól 5 km, Budapesttől 85 km. Természeti adottságait fekvése határozza meg: a Cserhát nyúlványainak és az Ipoly-völgy találkozásánál terül el a település. Délről a Dudáska-hegy (269 m) és a Söly-hegy határolja. Ezek tövében, sík területen fekszik a Dézsapatak partján, amely az Ipolyba ömlő Feketevízbe torkollik. Mikroklimája kedvező a földműveléshez és az állattenyésztéshez. Talaja részben humuszos, néhol futóhomokos. A domboldalakat cserestölgyesek és bükkösök borítják. A soványan termő táblákat az utóbbi évtizedekben változatos fajösszetételű erdővel telepítették be. Ezek általában fenyő- és nyárfajok, vöröstölgyesek, nyírral vegyesen.

A település határában 1994 óta működik a gyökérvénás szennyvíztisztító telep. A szennyvíztisztító rendszer jelenleg $100\text{ m}^3/\text{nap}$ kapacitású. A telepen a tisztítási folyamat az alábbi egységekből áll: kémiai előkicsapató, kétszintes előülepítő, gyökérmezős szűrőágyak (párhuzamosan két kavicságy), fertőtlenítő (jelenleg nincs használatban) és nádas utótisztító tó az ammónia eltávolítására (SZILÁGYI 1997).

A szűrőágyak – mind a kavics- és a nádágyak – kavics- és homokrétegekből állnak, és vízzáró TAURUS fóliával burkolt medencékben vannak kialakítva. A párhuzamosan kapcsolt kazetták ülepített szennyvizet kapnak. Ebben a függőleges átfolyású rendszerben a szennyvíz a felszín közelében érkezik, az egyenletes elosztást párhuzamosan végigfutó perforált csövek biztosítják. A tisztított szennyvíz összegyűjtése a kazetták alján hasonló kialakítású dréncsöveken történik. A tisztított szennyvíz az utótisztító tavon keresztül folyva a Feketevíz-patakba kerül.

A telepen a víz-, a növény- és talajminták gyűjtését havonta egy alkalommal (2000. május–2002. május) végeztük. A szennyvíz következő vízminőségi paramétereit mértük a telep hat pontján (nyers szennyvíz /1/, ülepített szennyvíz /2/, kavicságyakról elfolyó víz /3/, nádágyakról elfolyó víz /4/, a nádas tóba befolyó víz /5/ és a befogadóba jutó víz

/6/) és nyomon követtük ezek változásait: (4. táblázat) össz. N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, P, Al, Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni és Zn.

A növény- és talajminták vételéhez a két nádas szűrőágyat egyenként 25 darab 4x4 méteres négyzetre osztottuk fel, amelyekből randomszerűen 5–5-öt választottunk ki. A mintavétel az ily módon kijelölt négyzetek 9 pontjából történt. A különböző növényi részek vizsgálatához teljes növények kivétele szükséges. A talajmintavételhez kézi talajfúrót használtunk, amely lehatolási mélysége kb. 40 cm. A talaj esetében a mintavételi pontok helyei és kijelölésének szempontjai megegyeztek a növényi mintavételi pontokéval. A talajban vizsgált elemek szintén azonosak voltak az előbb említettekkel.

A minták vizsgálati előkészítését (pl. szárítás, aprítás, törés, darálás) a laboratóriumi gyakorlatnak megfelelően végeztük. A szennyvíz- és talajminták gyűjtése (MSZ ISO 5667-10:1995; MSZ 21470-1), valamint összes elem-tartalmának meghatározása (MSZ 1484-3:1998; MSZ 21470-50:1998) a magyar szabványi előírásoknak megfelelően történt. A szennyvíz- és talajminták KCl-oldható ammónium- és nitrát-nitrogén-tartalmának meghatározását desztillálással végeztem. Az összes nitrogén-tartalom meghatározása roncsolással, majd ezt követő desztillálással történt (BUZÁS 1988). A növényminták vételére és összes elemtartalmának meghatározására nincs szabványi előírás, ezért a terepi és a laboratóriumi gyakorlatban alkalmazott módszerekhez folyamodtam (salétromsavas, hidrogén-peroxidos roncsolás). Az összes nitrogéntartalom meghatározása roncsolással, majd ezt követő desztillálással történt.

A minták elemtartalmának elemzése a Szent István Egyetem Kertészeti és Élelmiszeripari Karának laboratóriumában történt ICP elemzéssel. A nitrogénnel kapcsolatos méréseket a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének (TAKI) laboratóriumában végeztük.

Eredmények és megvitatásuk

A telep első üteme 1994-ben készült el. Az előtisztítás a kétszintes üleptetőben történik, amely 200 m³/nap kapacitásra épült ki és jelenleg alulterhelt. A szennyvíz a tervezés szerint szokványos települési szennyvíz, de a nyers szennyvíz szerves anyagra nézve

I. táblázat A nyers szennyvíz adatai és a csatornába eresztethetőség határértékei (204/20001. (X.26.) Korm. rendelet)

Table I. Data of the raw sewage and threshold limits to let it into the watercourse (Government Decree No. 204/20001. (26th of October))

Paraméterek	Nyers szennyvíz			Határérték
	minimum	maximum mg/l	átlag	mg/l
pH	0,00	0,00	7,74	< 6,5 és >10
KOICr	0	0	898	1200
$\text{NH}_4\text{-N}$	0	0	138	150
$\text{NO}_3\text{-N}$	0,019	1,4	0,08	nincs
össz P	12,26	51,70	43,74	nincs
ANA detergens	0,0	0,0	11,6	50
CCl_4 extrakt	21	90	51	50
lebegőanyag	326	1318	470	nincs

2. táblázat A tisztított szennyvíz adatai és az elfolyó víz határértékei
(3/1984. (II.7.) OVH rendelkezés)

Table 2. Data of the cleaned sewage and threshold limits to let it into the watercourse
(OVH Decree No. 3/1984. (7th of February))

Paraméterek	Tisztított szennyvíz			Határérték
	minimum	maximum mg/l	átlag	mg/l
pH	0,00	0,00	7,32	<6 és >9
KOICr	0	0	87	75
NH ₄ -N	0,0	0,0	87,1	10
NO ₃ -N	0,00	0,00	1,29	80
össz P	0,0	0,0	4,7	2
ANA detergens	0,0	0,0	4,2	5
CCl ₄ extrakt	0,0	0,0	9,0	10
lebegőanyag	0	0	103	200

meglehetősen koncentrált volt. Az 1. táblázat a próbaidőszak alatt a nyers szennyvízben mért koncentrációértékeket mutatja, összehasonlítva az értékeket a csatornába eresztethetőség szempontjából szabályozott paraméterek határértékeivel.

A telepről elfolyó vízben a próbaidőszak alatt az egyes paraméterek koncentrációértékei a 2. táblázatban bemutatottak szerint alakultak. Megfigyelhető, hogy számos paraméternél a mért értékek az adott területre előírt határértékek felett voltak.

Az előülepítő és a szűrőágyak együttes hatásfok adatait, valamint ezek összehasonlítását a világon megépült más telepekével a 3. táblázat tartalmazza. A táblázat adatai alapján megállapítható, hogy a szügyi gyökérzónás szennyvíztisztító telep a szervesanyageltávolítás (KOICr, BOI₅) alapján a legjobb telepek közé tartozik. Az összes nitrogén és a lebegőanyag tekintetében a többi telephez hasonló eredmények figyelhetők meg. Az összes foszfor tekintetében a hatásfok adatok egyenletesen jók voltak, a hatásfokok átlaga messze a többi telep átlaga felett volt. A rendszer bakteriológiai hatásfoka igen kedvező volt, hasonlóan a legjobban működő külföldi telepekéhez.

A tisztított szennyvíz egyes paramétereinél megfigyelt határérték (3/1984. (II.7.) OVH rendelkezés) túllépések oka tehát nem a telep hibás működése, hanem a nyers szennyvíz minőségében keresendő.

A 2000–2002-es kutatási időszak során a szennyvízzel kapcsolatos legfontosabb eredményeket a 4. táblázat mutatja.

A nyers szennyvíz havi koncentrációértékeit figyelembe véve nem volt megállapítható szezonális változás.

A Cd, Co és a V koncentrációja a kimutathatósági határérték alatt volt a nyers szennyvízben, míg a Cr és Ni koncentrációja igen csekély volt.

Az átlagos koncentrációértékeket figyelembe véve az ülepített szennyvízben a Mn kivételével – ahol csekély mértékű koncentrációemelkedésről beszélhetünk – minden vizsgált elem (Al, Ba, Ca, Cu, Fe, K, Li, Mg, Na, Ni, P, Sr, Ti, Zn, NH₄-N, NO₃-N és össz N) koncentrációja csökkent a nyers szennyvízben mért értékekhez képest.

A kavicságyakról lefolyó vízben a Ca, Mn, Na és a NO₃-N koncentrációja magasabb volt, mint a nyers szennyvízben mért érték, míg a vizsgált paraméterek egy nagyobb

3. táblázat A szügyi és a világ más részein lévő telepek tisztítási hatásfokának összehasonlítása
 Table 3. Comparison of cleaning efficiency of the settlement at Szügy and other locations of the world

Paraméterek	Tisztítási hatásfok	
	Más telepek átlag %	Szügy
KOICr	75	87
BOI ₅	76	93
NH ₄ -N	39	38
össz N	42	45
össz P	39	90
PO ₄ -P	45	96
CCl ₄ extrakt	87	83
lebegőanyag	83	88

csoportjánál – Al, Ba, Cu, K, Li, Mg, P, Sr, Ti, Zn NH₃-N és össz N – a koncentrációértékek csökkentek.

A nádágyakról lefolyó vízben a Ca, Fe, Mg, Mn, Na, Sr és a NO₃-N koncentrációja magasabb volt, míg az elemek másik csoportjánál – Al, Ba, Cu, K, Li, P, Ti, Zn, NH₄-N és össz N – alacsonyabb koncentrációértékeket mértünk, mint a nyers szennyvízben. A vizsgált paraméterek egy csoportjánál – Al, K, Li, P, Zn, NH₄-N és össz N – a nádágyakról lefolyó vízben alacsonyabb koncentrációértékeket mértünk, mint a kavicságyakról lefolyóban, vagyis a nádágyak hatékonyabban működtek ezen elemek eltávolításában.

Az ötödik mintavételi pontnál, a kétféle kezelést (nádágy és kavicságy) követően távozó víz összefolyása után vett vízmintában a Fe, Li, Mg, Mn, Na és a NO₃-N koncentrációja magasabb, míg az Al, Ba, Ca, Cu, K, P, Sr, Ti, Zn NH₄-N és az össz N koncentrációja alacsonyabb volt, mint a nyers szennyvízben mért érték.

A szennyvíztisztító telepről a Feketevíz-patakba befolyó vízben a Ca, Fe, Mg, Mn, Na, Sr, Ti és a NO₃-N koncentrációja magasabb volt, míg az Al, Ba, Cu, K, Li, P, Zn, NH₄-N és az össz N koncentrációja alacsonyabb volt, mint az ülepített szennyvízben mért érték.

A nyers szennyvíz és a patakba kerülő tisztított szennyvíz átlagos koncentrációértékeit összehasonlítva megállapítható, hogy a legtöbb vizsgált elem esetében – Al, Ba, Cu, Fe, K, Li, Mg, P, Sr, Ti, Zn, NH₄-N és össz N – koncentrációcsökkenés, míg a Ca és a Na esetében kismértékű, a Mn és a NO₃-N esetében pedig nagymértékű koncentrációemelkedés volt megfigyelhető.

A telep működése a vizsgált elemek és tápanyagok eltávolítása szempontjából eredményesnek tekinthető. A szügyi szennyvíztisztító telepről elfolyó víz koncentrációértékei – az össz. N és az NH₄-N kivételével – jóval a területre előírt határérték alatt voltak.

4. táblázat A szügyi gyökérzónás szennyvíztisztító telep egyes mintavételi pontjainál mért koncentrációértékek (2000.V.–2002.V; mg/l)

Table 4. Measured concentration values at single sampling points of the root-zone cleaning station of Szügy (May 2000–May 2002; mg/l)

<k.m.: kimutathatósági határérték alatt

Paraméter	Koncentráció az egyes mintavételi pontoknál (mg/l)					
	1	2	3	4	5	6
Al	3,29	1,51	0,450	0,085	0,355	0,192
Ba	0,110	0,057	0,037	0,081	0,045	0,050
Ca	136	123	132	245	138	151
Cd	<k.m.	<k.m.	<k.m.	<km.	<k.m.	<k.m.
Co	<k.m.	<k.m.	<k.m.	<km.	<k.m.	<k.m.
Cr	0,013	0,014	0,016	0,011	0,016	0,014
Cu	0,140	0,078	0,054	0,067	0,065	0,051
Fe	1,235	0,621	0,937	9,94	1,61	0,844
K	48,3	40,3	40,4	38,2	40,3	38,6
Li	0,052	0,051	0,047	0,044	0,118	0,049
Mg	43,2	41,3	41,1	53,7	43,3	42,5
Mn	0,086	0,090	0,346	4,06	0,662	1,00
Na	152	144	158	173	159	157
Ni	0,031	0,013	0,028	0,031	0,014	0,015
P	18,1	11,8	9,79	3,51	8,12	7,66
Sr	0,367	0,318	0,319	0,464	0,326	0,350
Ti	0,029	0,017	0,017	0,022	0,018	0,018
V	<k.m.	<k.m.	<k.m.	<km.	<k.m.	<k.m.
Zn	0,549	0,272	0,162	0,085	0,123	0,091
NH ₄ -N	107	83,6	64,7	32,0	64,0	42,7
NO ₃ -N	2,43	1,60	4,17	6,74	3,15	5,30
össz N	143	102	85,7	75,7	82,7	69,2

A vizsgált periódus két időszakának átlagos koncentrációértékeit összehasonlítva (5. táblázat) megállapítható, hogy egyes elemek és tápanyagok esetében a talajban mért koncentráció különböző mértékben emelkedett az idő előrehaladtával, míg más elemeknél és tápanyagoknál a koncentráció csökkent.

Az Al, Ba, Ca, Cd, K, Li, Mg, Mn, Na, Sr, V, Zn és a NO₃-N-nél koncentrációcsökkenés volt megfigyelhető, míg a Co, Cr, Cu, Fe, Ni, P, Ti és az össz N esetében koncentrációemelkedés volt tapasztalható. Az NH₄-N-nél a talajban mért koncentráció nem mutatott változást.

A tavaszi, kora nyári alacsonyabb koncentrációértékek, valamint az őszi, illetve téli magasabb értékek a növény vegetációs periódusával hozhatók összefüggésbe, hiszen a növekedéshez és a szaporodáshoz szükséges felvételt a lebomláskor kiáramlás követi.

A talajban mért koncentrációértékeket összehasonlítva a szennyvíz értékeivel (nád-ágyra ráfolyó és onnan lefolyó) megállapítható, hogy a legtöbb, a szennyvízben csökkenést mutató paraméter a talajban akkumulációt mutatott.

5. táblázat A szügi gyökérszénázás szennyvíztisztító telep nádágyainak talajában mért koncentrációértékek (2000.V.–2002.V.; mg/kg)
 Table 5. Measured concentration values in the soil of the reed bed at the cleaning station of Szügi (May 2000–May 2002; mg/l)

Paraméter	átlag			szórás		
	nyári	téli	teljes	nyári	téli	teljes
	mg/kg					
Al	20570	21691	21130	1765	1773	1852
Ba	123	134	129	10	15	13,7
Ca	3592	4265	3928	370	511	558
Cd	2,32	5,20	3,76	0,66	1,72	1,95
Co	8,71	9,04	8,87	0,88	0,91	0,91
Cr	27,7	28,4	28,1	2,29	2,22	2,28
Cu	9,71	7,07	8,39	1,18	2,49	2,35
Fe	17638	17656	17647	1212	1527	1376
K	3480	3829	3654	363	786	635
Li	18,8	21,4	20,1	1,13	3,38	2,85
Mg	3222	3434	3328	305	274	308
Mn	623	744	683	165	205	195
Na	202	238	220	35	75	61,1
Ni	18,6	17,8	18,2	1,58	2,01	1,85
P	780	708	744	122	142	137
Sr	23,4	25,8	24,6	2,07	2,89	2,78
Ti	381	352	367	34,3	43,7	41,8
V	31,7	34,1	32,9	1,89	5,04	3,98
Zn	49,3	55,1	52,2	5,48	20,1	15,0
NH ₄ -N	19,1	17,4	18,2	5,74	7,86	6,92
NO ₃ -N	21,5	22,1	21,8	15,5	13,1	14,3
össz N	1885	1854	1869	151	122	138

Az irodalmi adatokhoz hasonlóan a nádban fémek leginkább a gyökérben, másodsorban a rizómában, legkisebb mennyiségben a levélben akumulálódtak (SCHIERUP és LARSEN 1981, REDDY és DEBUSK 1987). A tápanyagok elsősorban a felszín feletti növényi részekben – leginkább a levélben – voltak nagyobb koncentrációkban (6. táblázat).

A kutatási periódus átlagos koncentrációértékeit tekintve az Al, Ba, Cd, Co, Cr, Fe, Li, Mg, Ni, Pb, Ti, V és Zn esetében a gyökérben mértük a legmagasabb koncentrációkat. A Cu a rizómában akumulálódott a legnagyobb mértékben, míg a Ca, K, Mn, P, Sr és az össz N koncentrációja a levélben volt a legmagasabb (6. táblázat). A Na esetében a gyökérben, a rizómában és a szárban mért koncentrációk nem különböztek egymástól szignifikánsan, míg a levél Na koncentrációja jóval alacsonyabb volt. A K-nál a nád egyes szerveiben mért koncentrációértékek nem különböztek egymástól szignifikánsan.

A szezonális koncentrációváltozások nyomon követésével megállapítható, hogy a tápanyagokat és az esszenciális elemeket illetően kora tavasszal egy gyors növény fel-

vétel figyelhető meg. Az aktív növekedési fázisban asszimilált tápanyagok egy része a vegetációs időszak előrehaladtával a növényen belül transzlokálódik a felszín alatti raktározó szervbe, a rizómába.

A növényi részekben mért elem- és tápanyag-koncentrációkat összehasonlítva a szennyvízben és a talajban mért értékekkel megállapítható, hogy a Ca, Mg, Na és a P koncentráció a növényben egy-két nagyságrenddel nagyobb volt, míg ugyanez a K és a nehézfémek esetében három-négy nagyságrendnyi volt.

A szezonális koncentrációváltozásokat, valamint az egyes növényi részek elem- és tápanyag-akkumulációkat illetően a szennyvíztisztításra alkalmazott gyökérszónás rendszerben élő nád ugyanúgy viselkedett, mint a természetes állományban élő (KOVÁCS et al. 1993, 1994a, 1994b). A természetes és a mesterséges közeg elem- és tápanyag-tartalma közötti nagyságrendi különbség a növényi koncentrációértékekben is tükröződött. Eredményeim megerősítik, hogy az egyes növényi részek közül a levél és a gyökér elem- és tápanyagtartalma alkalmazható leginkább bioindikátorként az adott környezet rendelkezésre álló elemek és tápanyagok jelzésére, valamint az ellátottság mértékének indikálására (KOVÁCS et al. 1978, PODANI et al. 1979, KOVÁCS et al. 1994a, 1994b).

6. táblázat A szügyi gyökérszónás szennyvíztisztító telepen lévő nád egyes részeiben (gyökér, rizóma, szár, levél) a vegetációs periódusokban mért átlagos koncentrációértékei (2000.V.–2002.V.; mg/kg)
Table 6. Measured average concentration values in some parts of the reed (root, rhizoma, stalk, leaf) at the cleaning station of Szügy at the end of the vegetation period (May 2000–May 2002; mg/l)

<k.m.: kimutathatósági határérték alatt

Paraméter	Átlagos koncentrációértékek (mg/kg)			
	gyökér	rizóma	szár	levél
Al	4330	573	47,1	71,2
Ba	53,2	6,57	3,09	22,6
Ca	3325	847	927	8580
Cd	2,19	0,417	<k.m.	<k.m.
Co	11,2	0,532	<k.m.	<k.m.
Cr	21,0	1,96	1,93	1,02
Cu	27,4	194	14,6	30,0
Fe	6517	711	70,7	121
K	12953	10995	14185	14284
Li	4,44	0,493	0,372	0,278
Mg	2110	975	518	1717
Mn	425	163	54,3	480
Na	614	616	588	137
Ni	19,6	3,88	3,23	2,47
P	1260	1622	1497	2305
Pb	5,34	<k.m.	<k.m.	<k.m.
Sr	12,4	3,13	4,65	32,2
Ti	85,2	10,6	1,14	1,52
V	9,15	0,858	0,268	<k.m.
Zn	144	68,6	52,4	36,9
össz N	14800	13700	11900	30900

Értékelés

Gyökérmezős szennyvíztisztító rendszerek alkalmazása esetén nincs szükség gépészeti berendezésekre, elektromos energiára, hiszen a rendszer szabályozza önmagát és csak a természetből származó energiát – a napfényt – használja. Várható élettartamuk kb. 70 év.

Az ilyen típusú rendszer nem igényel állandó felügyeletet, csak csekély és esetenkénti előmunkára van szükség (pl. a szennyvíztisztító területének rendben tartása, az előülepítő medencében keletkező iszap évi egy-két alkalommal történő kiszivattyúzása). A rendszer karbantartási igénye is alacsony, mivel nincs mozgó alkatrésze.

A gyökérzónás szennyvíztisztító telepek magas hatásfokkal tisztítanak. További előnyök, hogy több ütemben építhetők, nem kell egyszerre a teljes tisztítókapacitású telepet megépíteni, és üzembe helyezni. A kapacitás fejlesztése a későbbiekben a csatornázással és a település lélekszámának növekedésével párhuzamosan történhet.

Tiszta és hatékony megoldásról van szó. Minden kémiai reakció a talaj felszíne alatt zajlik, a szennyvíz a felszínen nem jelenik meg, ennek következtében nincs erős bűzhatás, nincs probléma a higiéniával és szúnyogokkal sem kell számolni.

Az ilyen rendszer üzembiztonsága magasfokú, mivel a mozgó alkatrészek hiánya és az energiafüggetlenség az üzemzavarok valószínűségét a lehető legkisebbre csökkenti (A gyökértér a biológiai hálózat komplexitása és a talaj pufferkapacitása révén több hétig is képes elviselni akár 30%-os túlterhelést is.)

A felszín alatti átfolyású szennyvíztisztító rendszerek más természetes biológiai szennyvíztisztítóknál jóval kevésbé érzékeny a hőmérsékleti ingadozásokra. (Télen a növények halott részei állva maradnak, és oxigént biztosítanak a még élő részeknek, így a reakciók hasonlóan működnek, mint nyáron.)

A telepről kikerülő tisztított szennyvíz felhasználható öntözésre (olcsóbbá teszi az öntözést).

A mesterséges, szennyvíztisztításra alkalmazott wetlandek esztétikus kialakításukkal könnyen a mikrokörnyezetbe vagy tájba illeszthetők. Rekultivációs hasznosítás szempontjából is számításba jöhetnek, ha a rendszert egy meglévő roncsolt területen ki lehet alakítani. (Sajnos, a hazai gyakorlatban erre nincs példa.)

A gyökérmezős rendszerek hátrányai között meg kell említeni, hogy a szokásos mesterséges biológiai tisztításnál nagyobb területigényük (2–5 m²/fő), valamint a magas szennyezőanyag-tartalom miatt szippantott szennyvíz kezelésére nem alkalmasak. Az anaerob (rothadási) körülményekre is érzékenyebbek

A szennyvíz esetében a havi adatokat figyelembe véve nem volt megállapítható szezonális változás. A talaj esetében a hónapok átlagértékeit figyelembe véve az Al, Ba, Ca, Co, Cr, K, Mg, Mn, Na, P, Sr, V, Zn és össz N esetében a tavasszal vagy kora nyáron mért alacsonyabb koncentrációértékek, valamint a késő ősszel vagy télen mért magasabb értékek a növény vegetációs periódusával hozhatók összefüggésbe. A tavaszi, a növények növekedéséhez és a szaporodáshoz szükséges ionfelvételt, ősszel – a növények elhálásakor – ionkiáramlás követi.

A szennyvízben az elem- és tápanyag-tartalom alakulásának rendszeres és folyamatos megfigyelése alapján a telep egyes pontjainál mért értékeket összehasonlítottam, és értékeltem a tisztítási folyamatot. A nyers szennyvíz és a természetes befogadóba kerülő tisztított szennyvíz átlagos koncentrációértékeit összehasonlítva a legtöbb vizsgált elem és tápanyag esetében – Al (94%), Ba (54%), Cu (69%), Fe (32%), K (20%), Li, Mg

(2%), P (58%), Sr (4%), Ti (35%), Zn (82%), $\text{NH}_4\text{-N}$ (60%) és össz N (52%) – koncentrációsökkenés volt tapasztalható, míg a Ca (11%) és a Na (3%) esetében kismértékű, a Mn és a $\text{NO}_3\text{-N}$ esetében pedig nagymértékű koncentrációemelkedés volt megfigyelhető. Összességében a telep működése a vizsgált paraméterek eltávolítása szempontjából pozitívnak tekinthető.

A talajban az elem- és tápanyagtartalom alakulásának rendszeres és folyamatos megfigyelése alapján a kutatási időszak során a talajban az átlagos koncentrációértékeket figyelembe véve az Al (1,3%), Ba (3,5%), Ca (5,1%), Cd (28,9%), K (2,4%), Li (10,8%), Mg (3,3%), Mn (2,6%), Na (29,7%), Sr (7,2%), V (8,8%), Zn (1,6%) és a $\text{NO}_3\text{-N}$ (44,2%) esetében koncentrációsökkenést, míg a Co (2,0%), Cr (4,7%), Cu (17,3%), Fe (5,8%), Ni (11,8%), P (35,1%), Ti (2,6%) és az össz N (3,5%) esetében koncentrációemelkedés adódott. Az $\text{NH}_4\text{-N}$ talajban mért koncentrációja nem mutatott változást. A talajban mért koncentrációértékeket összehasonlítva a szennyvíz értékeivel (nádágyra ráfolyó és onnan lefolyó) megállapítottam, hogy a legtöbb, a szennyvízben csökkenést mutató paraméter a talajban akkumulációt mutatott.

A növények szezonális koncentrációváltozások nyomon követésével megállapítottam, hogy a tápanyagokat és az esszenciális elemeket illetően kora tavasszal egy gyors növény felvétel figyelhető meg, majd az aktív növekedési fázisban asszimilált tápanyagok egy része a vegetációs időszak előrehaladtával a növényen belül transzlokálódik a felszín alatti raktározó szervébe, a rizómába.

A vizsgálatok alapján a fémek leginkább a gyökérben, másodsorban a rizómában, legkisebb mennyiségben a levélben akkumulálódnak. Ezzel szemben a N, P és a K elsősorban a felszín feletti növényi részekben – leginkább a levélben – találhatók nagyobb koncentrációkban. A növényi részekben mért elem- és tápanyag-koncentrációkat összehasonlítva a szennyvízben és a talajban mért értékekkel a Ca, Mg, Na és a P koncentráció a növényben egy-két nagyságrenddel nagyobb volt, míg ugyanez a K és a nehézfémek esetében három-négy nagyságrendnyi volt.

A szezonális koncentrációváltozásokat, valamint az egyes növényi részek elem- és tápanyag-akkumulációkat illetően a szennyvíztisztításra alkalmazott gyökérszűrés rendszerben élő nád ugyanúgy viselkedett, mint a természetes állományban élő. A természetes és a mesterséges közeg elem- és tápanyagtartalma közötti nagyságrendi különbség a növényi koncentrációértékekben is tükröződött. Eredményeim alapján az a következtetés vonható le, hogy az egyes növényi részek közül a levél és a gyökér elem- és tápanyagtartalma alkalmazható leginkább bioindikátorként az adott környezet rendelkezésre álló elemek és tápanyagok jelzésére, valamint az ellátottság mértékének indikálására.

Az elmúlt évtizedekben vizeink nagymértékű elszennyeződése rámutatott arra, hogy a vízkészletek mennyiségének védelme mellett a víz minőségének védelme sem elhanyagolható. Napjainkban a szennyvíztisztítás során felmerülő problémák megoldásában a biológusoknak és az ökológusoknak is aktívan együtt kell dolgozniuk.

Több évtizeden keresztül a kiterjedt szennyvízgyűjtő-hálózatok centralizált tisztítótelepekre jutatták el a szennyvizet. Napjainkban egyre nagyobb figyelmet kap az a decentralizált megközelítés, hogy a keletkező szennyvizet a forrás helyén kell ártalmatlantítani. Ez az újfajta hozzáállás összhangban van a fenntartható fejlődés elveivel. Ebben az értelemben a fenntarthatóság minimalizálja a fejlesztési tevékenység rövid és hosszú távú környezeti hatásait, hisz megőrzi az erőforrásokat, újrahasznosítás történik, csök-

ken a keletkező hulladék mennyisége, valamint energiatakarékos és ökológiai szempontból megfelelő anyagokat és eljárásokat alkalmaznak a rendszerek kialakítása során.

Magyarországon még újnak számítanak a gyökérmezős telepek, és a szennyező anyagok mérését is ritkán vagy egyáltalán nem végzik. A telepeken monitoring rendszert kellene kiépíteni, továbbá összesíteni és feldolgozni kellene az egyes telepek mérési eredményeit, és ez lehetőséget biztosítana a hosszú távú változások megfigyeléséhez, értékeléséhez, és a további tervezés alapja lehetne.

Irodalom

- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W. 1988: *Phragmites australis* - a preliminary study of soil-oxidising sites and internal gas transport pathways. New Phytology 108: 373–382.
- ARMSTRONG J., ARMSTRONG W. 1990: Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In: COOPER, P.F., FINDLATER, B.C. (eds.), Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon, Oxford, UK, pp. 529–534.
- BRIX H., SCHIERUP H.H. 1986: Root-Zone Systems. Operational experience of 14 Danish systems in the initial phase. Report to the Danish Environmental Protection Board. p. 80.
- BRIX H. 1990: Gas exchange through the soil-atmosphere interface and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. Water Research 24: 259–266.
- BRIX H. 1993: Macrophyte mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanism and rates. In: MOSHIRI G. A. (ed.): Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 391–398.
- BRIX H., SCHIERUP H. H. 1990: Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport. In: COOPER P. F., FINDLATER B. C. (eds.): Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon, Oxford, UK, pp. 53–66.
- BRIX H. 1994: Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. Water Science and Technology, 30: 325–333.
- BRIX H. 1997: Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Science and Technology 35:11–17.
- BUCKSTEEG K. 1990: Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds. German experiences and ATV Guidelines H 262. In: Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Cambridge. UK. pp. 505–515.
- BUZÁS I. (szerk.) 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszertan. 2. a talaj fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- CONLEY L. M., DICK R. I., LION L. W. 1991: An assessment of the root zone method of wastewater treatment. JWPCF, 63: 239–247.
- COOPER P. F. (ed.) 1990: European design and operation guidelines for reed bed treatment systems. WRC Report, UI 17, Swindon, UK.
- COOPER P.F., HOBSON J. A. 1988: Sewage treatment by reed bed systems: The present situation in the United Kingdom. In: HAMMER D. A. (ed.): Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Lewis Publisher, pp. 153–171.
- COOPER P. F. 1999: A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. Water Science and Technology, 40: 1–17.
- DEBUSK T. A., LANGSTON, M. A., BURGOON, P. S., REDDY, K. R. 1990: A performance comparison of vegetated submerged beds and floating macrophytes for domestic wastewater treatment. In: COOPER P. F., FINDLATER B. C. (eds.): Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon, Oxford, UK, pp. 301–308.
- FINDLATER B. C., HOBSON J. A., COOPER P. F. 1990: Reedbed treatment systems - performance evaluation. In: COOPER P. F. AND FINDLATER, B.C. (eds.): Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control no. 11). Pergamon Press, London, pp. 193–204.
- GOPAL B. 1999: Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. Water Science and Technology 40: 3 27–35.
- HABERL R., PERFLER R. 1990: Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. In: COOPER, P. F., FINDLATER, B. C. (eds.): Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon, Oxford, UK, pp. 205–214.

- HALDEMAN C., BRÄNDLE R. 1983: Avoidance of oxygen deficit stress and release of oxygen by stalked rhizomes of *Schoenoplectus lacustris*. *Physiol. Veg.* 21: 109–113.
- JESPERSEN D. N., SORELL B. K., BRIX H. 1998: Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis. *Aquatic Botany* 61: 165–180.
- KADLEC R. H. 1994: Overview: surface flow constructed wetlands. In: Proceedings of the 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. ICWS Secretariat, Guangzhou, P. R. China. pp. 1–12.
- KICKUTH R. 1977: Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewater by plant rhizosphere under limnic conditions. In: Utilisation of Manure by Land Spreading. Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London.
- KOVÁCS M., PRÉCSÉNYI I., PODANI J. 1978: Anhäufung von Elementen im Balatoner Schilfrohr (*Phragmites communis*). *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 14: 99–111.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., KASZAB L., PENKSZA K., ÖTVÖS E. 1993: Distribution of chemical elements in the reed- and cattail beds of lake Balaton. *Bull. of Univ. of Agric. Sci. Gödöllő*, pp. 21–28.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G. 1994a: Bioindication of heavy metal loading in areas with heavy industry. *Proceed. Internat. Symp. on Envir. Contam. in Central and Eastern Europe*, Budapest, pp. 477–479.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KASZAB L., ÖTVÖS E. 1994b: Element concentration cadastres of halophytic plant communities in Hungary. *Acta Bot. Sci. Hung.* 38: 455–468.
- KTM, 1996: Környezetkímélő és természetközeli szennyvíztisztítási eljárások alkalmazásának, elterjesztésének lehetőségei Magyarországon. Budapest.
- MITSCHE W. J., GOSSELINK J. G. 1993: Wetlands. Second Edition. Van Nostrand Reinhold, New York.
- MITSCHE W. J., MITSCHE R. H., TURNER R. E. 1994: Wetlands of the Old and New Worlds: ecology and management. In: *Global Wetlands: Old World and New*. pp. 3–56.
- PODANI J., KOVÁCS M., DINKA M. 1979: An analysis of elemental concentrations in reed (*Phragmites communis* Trin.) from Lake Balaton. I. Comparison of organs of reed correlations between elements. *Bot. Közlem.* 66. pp. 275–284.
- REED S. C., BROWN D. 1995: Subsurface flow wetlands – A performance evaluation. *Water Environ. Res.*, 67: 244–248.
- REED S. C., CRITES R. W., MIDDLEBROOKS E. J., 1995: Natural Systems for Waste Management and Treatment. McGraw-Hill Inc., New York.
- REDDY K. R., DEBUSK W. F. 1987: Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. In: REDDY K. R., SMITH W. H. (eds.): *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Orlando, Florida, pp. 337–357.
- SCHIERUP H. H., LARSEN V. J. 1981: Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. I. Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany* 11: 197–210.
- STEINBERG S. L., COONROD H. S. 1994: Oxidation of the root zone by aquatic plants growing in gravel-nutrient solution. *Journal of Environmental Quality* 23: 907–913.
- SZILÁGYI F. 1995: A természetes szennyvíztisztítás alkalmazhatósága - BME VICSA témabeszámoló. Kézirat. Budapest.
- SZILÁGYI F. 1997: A szügyi gyökérmezős szennyvíztisztító telep üzemelési tapasztalatai. Témabeszámoló kézirat. Ökotech Kft., Budapest.
- ZIRSCHKY J., REED, S. C., CRITES R., MIDDLEBROOKS J., SMITH R.G., OTIS R., KNIGHT R., KREISSL J., TCHOBANOGLOUS G., BASTIAN R., POLONCSIK S. 1990: Lagoons, leach fields and other assistants of nature. *Water Env. Technol.*, pp. 37–41.
- WATSON J. T., REED S. C., KADLEC R. H., KNIGHT R. L., WHITEHOUSE A. E. 1989: Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: HAMMER D. A. (ed.): *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Municipal, Industrial and Agricultural. Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, pp. 319–358.
- MSZ 21470-1 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Mintavétel.
- MSZ ISO 5667-10:1995 Vízminőség. Mintavétel. 10. rész: A szennyvízből végzett mintavétel előírásai
- MSZ 21470-50:1998 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikus elem-, nehézfém- és a króm(VI) tartalom meghatározása
- MSZ 1484-3:1998 Vízvizsgálat. Az oldott, a lebegőanyaghoz kötött és az összes fémtartalom meghatározása AAS- és ICP-OES-módszerrel
- 3/1984. (II.7.) OVH rendelekezés a szennyvízbírságról
- 204/2001. (X.26.) Korm. rendelet a csatornabírságról

THE ROLE OF WETLANDS IN THE LANDSCAPE AND THEIR UTILISATION
IN WASTEWATER TREATMENT

N. NÉMETH

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
Department of Nature Protection
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Keywords: wetland, wastewater treatment, sustainability, environmentally friendly, systems fitting in the landscape

Due to their unique ecological role played in the environment, both natural and constructed wetlands are getting into the focus of attention and research projects.

During the past decades, several useful characteristics of wetlands have been recognised. They play an important role in water storage and in the regulation of erosion and runoffs, provide mining possibilities, biomass produced here can be used in different ways, at the same time they have outstanding function from the point of view of wild animals and plants, conservation of the gene pool and biodiversity, they take part in the material and energy cycle, and they have a role in education and training and recreation as well.

Wetlands are the most valuable areas of our environment, but at the same time they are also the most endangered ones. They reflect to the natural characteristics and conditions of the environment, therefore their conservation and protection have got outstanding importance from the ecological, social and environmental point of view. Among them, reed communities are able to transform and eliminate pollutants, adsorb, adsorb and accumulate elements and nutrients, thus they are often considered to be the „kidney of the country”. These features are applied in the treatment of polluted waters.

During the research period, author examined the wastewater, the soil and the plant (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) together in a root zone system used to treat municipal wastewater, which issue is not very well discussed in the former publications. Researchers examine these systems mainly from the point of view of water quality parameters, though, the role of the three factors mentioned above are strongly related to each other. The understanding of the role of the plant in element accumulation was emphasised, which enables us to understand the operation of the system and lay down the ecological bases of planning. A picture is given how plants live in an environment where the nutrient and element concentrations are higher than in their natural habitat.

Natural-like systems cannot be neglected from the environmental point of view, and a monitoring system is needed to help the operation of the system based on experience and observations.